Caldasia 26(2) 2004: 381-394

DIATOMEAS DE PEQUEÑOS RÍOS ANDINOS Y SU UTILIZACIÓN COMO INDICADORAS DE CONDICIONES AMBIENTALES

Diatoms of andean streams and their use as environmental indicators

CATHERINA DÍAZ-QUIRÓS
Calle 97ª No. 57-50, Bogotá, Colombia. cactus23us@yahoo.com

CARLOS ALBERTO RIVERA-RONDÓN
Unidad de Ecología y Sistemática, Departamento de Biología, Pontificia Universidad Javeriana, Cra. 7 No. 40-82, Bogotá, Colombia. crivera@javeriana.edu.co

RESUMEN

En veinte ríos de la cuenca alta y media del Río Bogotá (Cundinamarca, Colombia) se estudió la relación entre algunas variables físicas, químicas e hidrológicas con la comunidad de diatomeas perifíticas. A partir de un Análisis de Componentes Principales se estableció que la conductividad, el pH, el amonio, la turbidez, el fósforo total, el dióxido de carbono y la velocidad de la corriente fueron las variables que determinaron los patrones físicos y químicos de los ríos. Mediante un Análisis de Correspondencia Canónica se estableció que el pH, el fósforo reactivo soluble, el nitrógeno total y la conductividad fueron las variables que determinaron la comunidad de diatomeas. Finalmente, se propone un modelo de regresión y calibración para inferir los valores de las variables significativas a partir de la estructura de la comunidad.

Palabras clave. Diatomeas, Perifiton, ríos de montaña.

ABSTRACT

In Twenty streams of the high and medium basin of Bogotá stream (Cundinamarca, Colombia) we studied the relationship between physical, chemical and hydrological variables with benthic diatoms. A Principal Component Analysis determined that the conductivity, pH, NH_4, turbidity, total phosphorous, CO_2 and current velocity were the variables that determined the physical and chemical characteristic of the streams. A Canonical Correspondence Analysis indicated that pH, reactive soluble phosphorus, total nitrogen and conductivity were highly correlated with diatoms species. Finally, was established a regression and calibration models to infer the values of significant variables from community structure.

Key words. Diatoms, Periphyton, mountain stream.

INTRODUCCIÓN

Los ríos colombianos de montaña son de gran importancia socioeconómica y son la fuente principal de agua de las poblaciones de la región andina. Particularmente los ríos de la cuenca alta y media del río Bogotá son utilizados para el abastecimiento de pequeños acueductos y para el sostenimiento de extensas zonas agrícolas y ganaderas (Sánchez 1996).

Estudiar la dinámica de las condiciones físicas y químicas en sistemas muy variables como los ríos, requiere el desarrollo de varias aproximaciones debido a que la química del agua varía espacial y temporalmente. Dentro de los organismos que habitan los sistemas lóticos, las diatomeas (Bacillariophyceae) han sido ampliamente utilizadas como indicadores de las condiciones del medio acuático. Su importancia radica en la capacidad que tienen para registrar rápidamente cambios influenciados por las características físicas y químicas del agua (Cox 1996, Pan *et al.* 1996, Sabater *et al.* 1988). El grado de tolerancia en algunas especies permite inferir o asociar niveles de polución y contaminación basándose únicamente en su composición. El cambio de especies, reducción del número total de especies, cambios en el número de individuos por especie y cambios en la proporción relativa de especies dentro de la comunidad, son los principales indicadores utilizados (Descy & Micha 1988, Stevenson & Pan 1999).

Otro factor de gran importancia que determina la estructura de la comunidad de diatomeas es la hidrología (Allan 1995). No obstante, la búsqueda de indicadores biológicos en ríos está principalmente enfocada en encontrar especies que respondan principalmente a la física y química del agua. Actualmente, existe una discusión sobre la importancia relativa de estas variables en la determinación de la estructura de las comunidades en ríos tropicales. En este sentido, se han desarrollado muy pocos trabajos en Colombia enfocados en relacionar las variaciones temporales de la estructura de comunidades puntuales con la química e hidrología del río (Martínez & Donato 2003, Ramírez, datos no publ.). Un enfoque más regional fue desarrollado en ríos de bajo orden de la cuenca alta del río Lebrija - Santander, COLOMBIA (Plata, datos no publ.).

A partir de estos vacíos en el conocimiento de la estructura de las comunidades de diatomeas en ríos colombianos, este trabajo relaciona algunos factores químicos e hidrológicos con la estructura de las comunidades de diatomeas en pequeños ríos de cuenca alta y media del río Bogotá. Así mismo, presenta datos autoecológicos de las diatomeas para su uso en la valoración ambiental y aporta información valiosa en la exploración de modelos de regresión y calibración que relacionan el ambiente acuático con las algas en ríos tropicales.

ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la cuenca alta y media del río Bogotá. El río Bogotá nace a 3400 m en el Alto de Calavera, páramo de Guachaneque (Villapinzón, Cundinamarca) y desemboca en el río Magdalena. La parte alta de la cuenca se localiza desde su nacimiento hasta la ciudad de Bogotá y la cuenca media corresponde al perímetro urbano.

Se escogieron 20 puntos de muestreo localizados en 16 ríos (Tabla 1). Los ríos se escogieron tomando como criterio caudales inferiores a los 5 $m^3 s^{-1}$, áreas con baja influencia antrópica (utilizando como indicador la cercanía a cabeceras municipales y el tamaño de los municipios) y la accesibilidad.

Los ríos se muestrearon en tramos ubicados entre los 2617 m y 3107 m, 4°28' Norte y 5°14' Norte y entre los 73°34' Oeste y 74°8' Oeste

(Tabla 1). Todos los ríos estudiados se caracterizaron por presentar un ancho de cauce menor a 16 m y un lecho rocoso. El tamaño de las rocas del sustrato osciló entre 2.5 cm y 50 cm con predominancia de rocas entre 10 cm - 30 cm.

Para aumentar el gradiente químico en el análisis se realizaron dos muestreos, el primer muestreo se realizó entre el 1-15 mayo 2002 y el segundo se realizó entre el 25 sep 2002 y 7 oct 2002. Los muestreos se realizaron en los periodos transición sequía-lluvia y lluvia-sequía para evitar el efecto de condiciones hidrológicas extremas.

Para estudiar la comunidad de diatomeas bentónicas, en cada uno de los ríos se seleccionaron seis puntos ubicados en la ribera izquierda y seis en la derecha, distribuidos en un tramo de 10 m a 50 m. En cada uno de ellos se eligieron cuatro rocas al azar para remover la película de algas mediante un tubo muestreador, una brocha pequeña y un gotero. El tubo muestreador de perifiton consiste en un cilindro de polietileno transparente de 3.14 cm^2 de área, con terminación de caucho para permitir una mejor adherencia al sustrato (Porter *et al*. 1993). Al final se obtuvieron dos réplicas por río con un área muestreada de 75 cm^2 en cada una. El área escogida sigue las recomendaciones de Pan *et al*. (1996). Las muestras fueron preservadas con 1ml de formol por 100 ml de muestra (APHA-AWWA-WPCF 1998).

En campo se cuantificó el pH (potenciómetro OAKTON), el oxígeno (oxímetro ORION 820) la conductividad, la temperatura (sonda OAKTON) y el dióxido de carbono (titulador mecánico HACH). Adicionalmente se tomó una muestra de un litro de agua para analizar en laboratorio el nitrógeno total (NT), amonio (NH_4), nitratos (NO_3), fósforo total (PT),

Tabla 1. Ubicación geográfica y características hidrológicas de los ríos estudiados en la cuenca alta y media del río Bogotá. Los valores de profundidad, ancho, velocidad y caudal están expresados como valores promedio.

RÍO	Altitud (m)	Latitud Norte	Longitud Oeste	Prof. (cm) n=10	Ancho (m) n=2	Velocidad ($m\ s^{-1}$) n=6	Caudal ($m^3\ s^{-1}$) n=6
Andes	2617	4°50'9.6"	74°23'16.2"	28.7	1.78	0.33	0.24
Aves	2641	4°52'41.4"	73°50'58.1"	27.3	6	0.70	0.82
Bogotá	2804	5°14'10.9"	73°34'48.8"	30.7	3.85	0.68	0.58
Cubillos	2988	5°9'2.5"	73°58'56.9"	54.3	9.4	0.34	1.45
Bogotá-Choconta	2689	5°10'31.9"	73°38'21.4"	26.7	5.35	0.89	0.94
Frio	3094	5°4'50.9"	74°3'.19.7"	30.5	7.18	0.43	0.74
Frio Cajicá	2715	4°55'17.5"	74°3'58"	37.8	6.43	0.88	1.84
Neusa	2681	5°6'32"	73°58'8.3"	26.5	7	0.41	0.63
La Hoya	3107	5°4'51.1"	74°3'18.3"	35.2	2.05	0.32	0.18
LaVieja	2850	4°38'45"	74°0.2'57"	13.8	0.85	0.29	0.03
Las Delicias	2730	4°38'16.4"	74°3'11"	5.0	1.78	0.20	0.02
Quincha	2751	5°12'49.5"	73°35'53.9"	27.2	3.2	0.50	0.36
Salitre	2712	4°59'32.9"	74°8'11.5"	24.3	1.7	0.62	0.19
San Francisco	2700	4°38`	74°3`	17.3	2.9	0.69	0.27
Siecha	2621	4°53'51.4"	73°52'35.9"	37.0	11.7	0.59	2.06
Subachoque	2712	4°59'32.6"	74°8'10.9"	42.7	3.5	0.76	0.84
SubachoqueLP	2727	5°00'9.6"	74°07'56.2"	41.2	4.4	0.43	0.60
Teusacá	2655	4°43'26.2"	73°57'10.6"	51.7	9	0.90	3.21
Teusacá alto	2798	4°40'56"	73°59'39.4"	26.3	5.55	0.39	0.45
Tunjuelito	2732	4°28'29.6"	74°7'44.1"	27.2	15.3	0.50	1.80

fósforo reactivo soluble (PRS), sílice (SiO_2) y la turbidez, siguiendo los protocolos de APHA-AWWA-WPCF (1998). En cada uno de los tramos se midió en un segmento del río la profundidad, el ancho del cauce, la velocidad de la corriente y el caudal. Para medir la velocidad se utilizó un flotador en superficie. El caudal se calculó con la fórmula propuesta por Gore (1996) y con un coeficiente de corrección de la velocidad de 0.85.

En laboratorio las diatomeas fueron limpiadas mediante el método de oxidación. El procedimiento consistió en tomar 1ml de muestra, agregar 6 ml de H_2O_2 y llevar a baño maría (80°C) por un periodo de ocho horas. Posteriormente, se agregaron cinco gotas de HCl (1N) para neutralizar el pH y cuando las muestras alcanzaron la temperatura ambiente se adicionaron cinco gotas de NH_3 (1N) para disgregar el material. Las diatomeas fueron montadas en preparados permanentes. La cuantificación se realizó contando 500 valvas de diatomeas por replica (1000 valvas por punto de muestreo). Las diatomeas fueron identificadas utilizando las claves de Kramer & Lange-Bertalot (1986), Kramer & Lange-Bertalot (1991), Lange-Bertalot (1993, 1995a, 1995b y 1998) y Rivera *et al.* (1982).

Para el análisis de la información se realizó preliminarmente una exploración de los datos con estadística descriptiva. Un Análisis de Componentes Principales (ACP) se utilizó para establecer patrones físicos, químicos e hidrológicos en los ríos estudiados a partir de las catorce variables cuantificadas en campo y laboratorio. Las variables incluidas en el análisis fueron transformadas (Log x+1) y ajustadas a desviación estándar.

Un Análisis de Correspondencia (ACO) fue utilizado para observar patrones en la distribución de las diatomeas. La relación especies – ambiente fue establecida mediante el desarrollo de un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) (ter Braak & Smilaurer 1998).
Inicialmente se realizó un ACC con el procedimiento de "Forward Selection" y test de Monte-Carlo incluyendo las variables físicas, químicas e hidrológicas que presentaron un bajo coeficiente de correlación (inflación < 10%). En el ACC final se excluyeron las variables físicas y químicas no significativas y las variables hidrológicas. En el análisis también se excluyeron las especies cuya frecuencia fue menor al 5% del total de muestras; bajo este criterio, 57 de 96 especies fueron incluidas. Se desarrolló el test de Monte-carlo (999 permutaciones, α= 0.05) con el objeto de establecer la significancia de los ejes de las especies y los ejes de la relación especies-ambiente.

Para cuantificar la relación entre las diatomeas y las variables ambientales más importantes se utilizó un modelo de regresión y calibración (ter Braak & Looman 1995). Los óptimos y rangos de tolerancia para cada especie fueron calculados mediante el método de "Weighted Averaging" (WA). La estimación del óptimo de una especie para una variable consiste en calcular el promedio para la variable, ponderado por la abundancia de la especie en todos los sitios. La tolerancia corresponde a la desviación estándar.

Para establecer las especies potencialmente indicadoras, se desarrolló un ACC en el que se incluyó una a una las variables ambientales significativas. Se tomaron las especies que presentaron una explicación de la varianza de cada variable mayor al 10% (Pan *et al.* 1996).

Los óptimos estimados para las especies fueron utilizados para inferir las variables ambientales significativas en el ACC mediante el método de "Calibración WA" (ter Braak 1995). Para realizar la calibración se desarrollaron dos modelos: El modelo de calibración simple (WA_{cal}) y el modelo con

subestimación por tolerancia ($WA_{(tol)}$) (Juggings 2003).

El desempeño de los modelos fue cuantificado con el coeficiente de determinación (r^2) y la raíz cuadrada del error de la estimación (REE) entre las variables inferidas y los valores observados. Para validar el r^2 aparente y evaluar el poder de predicción de los modelos, se utilizó la validación cruzada de Jackknifing. Los modelos de regresión y calibración fueron desarrollados utilizando el programa C2 Data Analysis v. 1.3 (Juggings 2003).

RESULTADOS

Ordenación física, química e hidrológica de los ríos estudiados. Las generalidades de las variables físicas, químicas e hidrologías de los ríos estudiados se presentan en la Tabla 2. El pH presentó siempre valores inferiores a siete, indicando que los ríos durante los dos periodos mantuvieron un carácter ácido. Los valores de temperatura obtenidos presentaron un promedio total de 14.8°C, los valores máximos y mínimos se presentaron en los ríos Siecha (18.1°C) y Cubillos (12.3°C). Los ríos presentaron una baja conductividad con valores altos en el río Bogotá (antes de Chocontá) y valores bajos en la quebrada las Delicias. Los ríos estudiados presentaron alta oxigenación, con valores más altos en el río Aves y valores bajos en los ríos Bogotá y Tunjuelito. El CO_2 se correlacionó inversamente con el O_2 ($r = -0.57$, $p < 0.01$, $n = 40$) y registró valores muy altos en los ríos Bogotá y Andes. Así mismo, el NT y PT exhiben valores bajos, con valores más altos en los ríos Bogotá y Quebrada San Francisco.

Mediante el ACP se resumieron los patrones físicos, químicos e hidrológicos de los ríos estudiados (Figura 1). Los tres primeros ejes del ACP explican el 74.9% del total de la varianza. El primer eje explica el 44% y está asociado a la conductividad ($r^2=0.80$), pH ($r^2=0.40$), NH_4 ($r^2=0.51$) y la turbidez ($r^2=0.4$). El segundo eje explica el 19.4% y está asociado a la turbidez ($r^2=0.38$), pH ($r^2=0.28$) y el PT ($r^2=0.21$). El tercer eje explica el 11.5% y se correlacionó con la velocidad de la corriente ($r^2=0.63$), CO_2 ($r^2=0.35$) y pH ($r^2=0.27$) (Tabla 3).

Dos gradientes son visibles en el ACP, un primer gradiente dado por el área de drenaje de los ríos (caudal, turbidez y temperatura como indicadores) y un segundo gradiente dado por la contaminación (NT y conductividad como

Tabla 2. Valores promedio, máximo, mínimo y desviación estándar (D.S.) de todas las variables estudiadas.

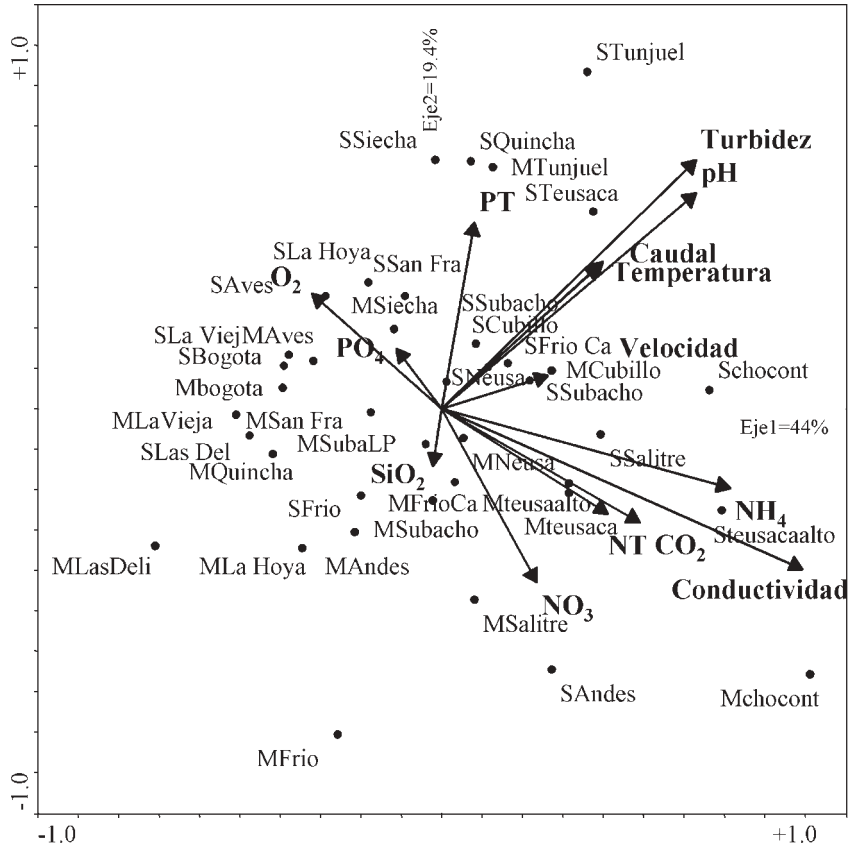
Variable	Promedio	Máximo	Mínimo	D.S.
Profundidad (cm)	30.57	59	4.67	14.23
Ancho (m)	5.44	15.4	0.4	3.93
Velocidad (ms^{-1})	0.54	1.11	0.09	0.26
Caudal (m^3s^{-1})	0.86	3.68	0.002	0.94
pH	5.8	6.9	4.06	0.7
Conductividad ($\mu S\ cm^{-1}$)	82	554	11.6	112
Turbidez (UNT)	9.35	86	1.7	13.8
Temperatura (°C)	14.8	18.1	12.3	1.31
O_2 ($mg\ l^{-1}$)	6.86	9.2	2.5	1.46
CO_2 ($mg\ l^{-1}$)	2.8	13	0.2	2.2
NT ($mg\ l^{-1}$)	0.7	7	0.025	1.2
NH_4 ($mg\ l^{-1}$)	0.48	5.7	0.04	10
NO_3 ($mg\ l^{-1}$)	0.5	4	0.05	0.9
PT($mg\ l^{-1}$)	0.3	1.4	0.05	0.3
PRS ($mg\ l^{-1}$)	0.3	0.98	0.11	0.2
SiO_2 ($mg\ l^{-1}$)	6	8.8	2.5	1.5

indicadores). El ACP indicó que la conductividad, pH, NH_4, turbidez, PT, CO_2 y la velocidad de la corriente, fueron las variables que determinan los patrones físicos y químicos de los ríos de la cuenca alta y media del río Bogotá.

Distribución de las especies de diatomeas y gradientes ambientales. Los tres primeros ejes del ACO explicaron el 38.3% de la varianza total, el primer eje explicó el 16.7% (»=0.69) mientras el segundo eje explicó el 12.8% (»=0.54). El ACC desarrollado con todas las variables permitió establecer que la hidrología explicó un 11.3% del total de la varianza, mientras las variables físicas y químicas explicaron el 32.3% y 56.4%, respectivamente (Tabla 4). El pH y el PRS son las variables que presentan la mayor explicación. Aunque las variables hidrológicas presentaron una baja explicación, la velocidad de la corriente presentó un valor relativamente alto y significativo.

El ACC donde se excluyeron las variables hidrológicas, arrojó que los tres primeros ejes del modelo explicaron un 21.6% de variación total de las especies (eje 1= 11.5%, eje 2=5.7%). Así mismo, los tres primero ejes del modelo explicaron el 70.9% del total de la varianza de la relación especies-ambiente. Las

Figura 1. Relación de las variables físicas, químicas e hidrológicas con los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales (ACP). Las letras M y S al comienzo del nombre de cada río, indican el primer (mayo) y segundo muestreo (septiembre-octubre), respectivamente.



variables asociadas al primer eje (37.7%, »=0.15) fueron el pH, la conductividad y el O_2, variables que presentan una correlación negativa con este eje. El segundo eje (18.8%, »=0.08) se asoció con el PRS (correlación positiva) y el NT (correlación negativa). El tercer eje (14.4%, »=0.06), se correlacionó principalmente con el NO_3 (Figura 2).

Tabla 3. Asociación de las variables estudiadas con los ejes de ordenación obtenidos en el Análisis de Componentes Principales (valores presentados como r^2).

Variables	Eje 1	Eje 2	Eje 3
Velocidad	0.07	0.01	0.63
Caudal	0.16	0.13	0.05
pH	0.40	0.28	0.27
Conductividad	0.80	0.15	0.01
CO_2	0.24	0.08	0.35
Temperatura	0.15	0.12	0.15
O_2	0.10	0.08	0.01
Turbidez	0.40	0.38	0.17
NH_4	0.51	0.04	0.02
NO_3	0.06	0.18	0.06
PRS	0.01	0.02	0.06
NT	0.17	0.07	0.01
PT	0.01	0.21	0.01
SiO_2	0.001	0.02	0.003

Especies indicadoras y modelos de regresión calibración. La composición de especies de diatomeas cambió a lo largo del gradiente de pH del ACC. Las especies *Eunotia arcus, E. exigua, E.* cf. *incisa, Eunotia* sp_3, *E.* cf. *triodon. Navicula* sp_8 y *Surirella* sp, fueron más abundantes en sitios donde el pH fue menor a seis. Las especies *Gomphonema* cf. *parvulum, Nitzschia* spp, *Cocconeis placentula* y *Cymbella* cf. *silesiaca* presentaron abundancias altas cuando el pH fue mayor a seis (Figura 2).

También se observó un cambio en la distribución de diatomeas con respecto al PRS. *Achnanthes* cf. *lanceolata, Fragilaria arcus, Gomphonema* spp, *Melosira varians, N.* cf. *radiosa, Stauroneis* sp_1 y *Stauroneis* sp_3 presentaron abundancias más altas cuando los valores de fósforo fueron más altos. Adicionalmente, se observaron algunas especies que se relacionaron con el NT (*Eunotia* sp_3, *F.* cf. *capuccina, F. ulna*, *Rhoicosphenia* sp) y la conductividad. *N. rhynchocephala, F.* cf. *capuccina* y *Cymbella minuta* se presentaron principalmente cuando los valores de conductividad fueron altos y *E.* cf. *incisa* y *Pinularia microstauron* cuando fueron bajos.

La especie *Achnanthes* sp_1 fue la especie más dominante y se presentó en todos los ríos estudiados. En la tabla 5 se presentan las especies con una fuerte relación estadística con las variables ambientales y que pueden ser consideradas como indicadoras de los valores de pH y PRS.

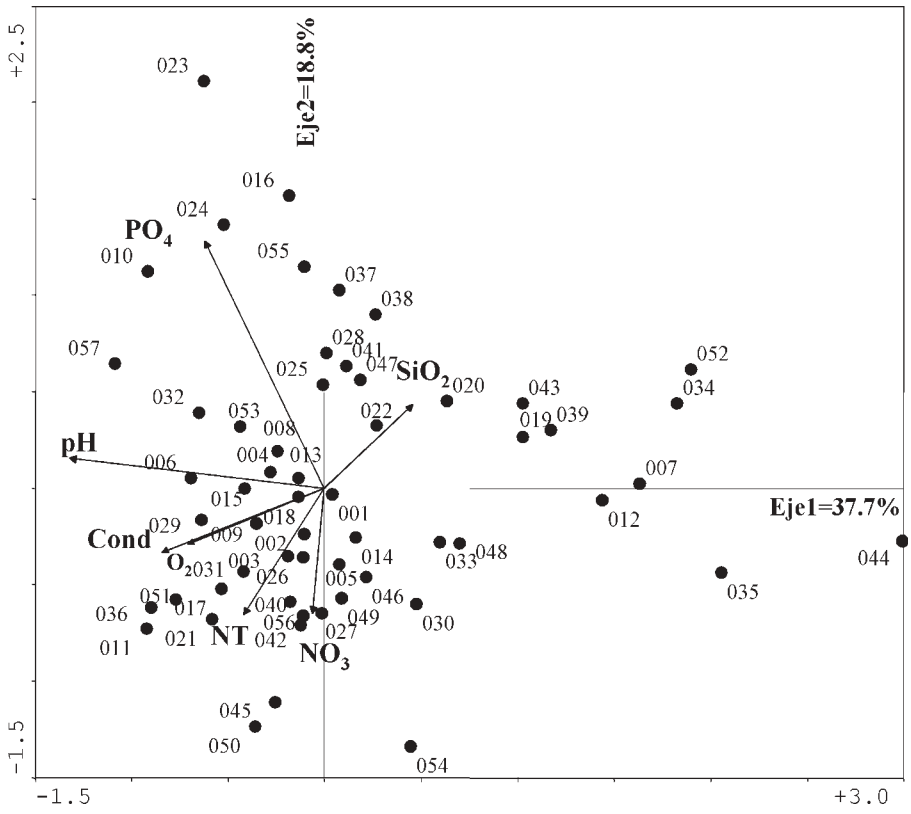
Los modelos de regresión y calibración fueron desarrollados únicamente para el pH, PRS, NT y conductividad debido a su fuerte relación con la distribución de diatomeas en el ACC (Figura 3). Los modelos presentaron una alta explicación y la validación de Jackknifing indica que su capacidad de predicción es más baja que la estimada (Tabla 6). La validación sugiere que el modelo desarrollados para el pH ($r^2_{WA(tol)} = 0.48$) fue razonablemente bueno y que el modelo del PRS presentó una reducción significativa ($r^2_{WA(tol)} = 0.34$). Los modelos desarrollados para la conductividad y el NT presentaron un bajo desempeño.

DISCUSIÓN

Comportamiento físico, químico e hidrológico de los ríos estudiados. Los ríos de la cuenca alta y media del río Bogotá se caracterizaron por ser ácidos y de baja mineralización. La mayor parte de las cuencas estudiadas presentan una dominancia litológica de rocas pobres en sales que pueden explicar los valores bajos de pH (Rivera & Díaz 2004). Los ríos Bogotá-Chocontá y Teusacá-alto presentaron valores altos de conductividad como consecuencia de las descargas domésticas, agrícolas e industriales que reciben en sus cuencas. En

los ríos de mayor caudal como Tunjuelito, se presentan procesos de transporte de sedimentos que se reflejan en la relación del caudal con la turbidez en el ACP.

Los valores generalmente altos de O_2 y su baja variación entre muestreos, obedece principalmente a la morfología del cauce, la baja turbidez y la baja contaminación de la



No.	Especies	No.	Especies	No.	Especies
001	*Achnanthes* sp$_1$	020	*Pinnularia microstauron*	039	*Navicula* sp$_8$
002	*Fragilaria* cf. *capuccina*	021	*Cymbella minuta*	040	*Cymbela* cf. *gracilis*
003	*Gomphonema* cf. *parvulum*	022	*Frustulia vulgaris*	041	*Meridion circulare*
004	*Nitzschia* spp.	023	*Achnanthes* cf. *lanceolata*	042	*Gomphonema* sp$_3$
005	*Gomphonema* spp	024	*Stauroneis* sp$_1$	043	*Gomphonema* cf. *minutum*
006	*Cocconeis placentula*	025	*Frustulia romboides*	044	*Eunotia* cf. *triodon*
007	*Eunotia arcus*	026	*Gomphonema* cf. *gracile*	045	*Cyclotella* sp.
008	*Navicula* cf. *galica*	027	*Tabellaria* cf. *flocculosa*	046	*Rhoicosphenia* sp.
009	*Navicula rhynchocephala*	028	*Navicula. Radiosa*	047	*Stauroneis anceps*
010	*Melosira varians*	029	*Stauroneis* sp.$_2$	048	*Pinnularia* sp$_3$
011	*Cymbella sinuata*	030	*Navicula* sp$_7$	049	*Hantzchia amphioxys*
012	*Eunotia* sp$_3$	031	*Surirella* sp$_1$	050	*Encyonema supergracile*
013	*Navicula* sp$_1$	032	*Stauroneis* sp$_3$	051	*Surirella* sp$_2$
014	*Navicula* cf. *heimansioides*	033	*Surirella* sp$_3$	052	*Gomphonema* sp$_1$
015	*Cymbella* cf. *silesiaca*	034	*Gomphonema* sp$_2$	053	*Cymbella* sp$_1$
016	*Fragilaria arcus*	035	*Eunotia* cf. *exigua*	054	*Fragilaria ulna*
017	*Fragilaria* cf. *capuccina*	036	*Gomphonema accuminatum*	055	*Cymbella naviculiformis*
018	*Fragilaria ulna*	037	*Navicula* sp$_3$	056	*Achnanthes* sp$_2$
019	*Eunotia* cf. *incisa*	038	*Diatoma* cf. *moliniforme*	057	*Surirella* sp$_4$

Figura 2. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) donde se presenta la relación de diatomeas con las principales variables ambientales estudiadas.

mayor parte de los ríos. El río Andes y la Quebrada las Delicias presentaron una drástica disminución en la concentración de O_2 durante el segundo muestreo como consecuencia de la disminución del caudal y la mayor concentración de materia orgánica (utilizando como indicadores el NT y el PT).

Los valores de CO_2 son bajos y su relación con el O_2 y el NH_4 sugiere que esta variable puede ser utilizada como un rápido indicador de la concentración de nutrientes y materia orgánica en los ríos. Los valores altos encontrados en los ríos Andes y Bogotá-Chocontá son explicados por la reducción del caudal y la alta concentración de nutrientes. Los valores de NO_3 y NH_4 fueron bajos y están dentro del rango establecido por Wetzel (2001) para aguas dulces no contaminadas.

El PT y el PRS, presentaron valores bajos indicando que el uso agrícola de la cuenca no afecta fuertemente la química del agua; contrario a lo reportado por Hart & Robinson (1990) donde las descargas de materia orgánica y algunos fertilizantes que pueda recibir la cuenca, inciden directamente sobre la química del agua. Los valores bajos de PT y PRS también obedecen a que la litología dominante es pobre en nutrientes. Los valores altos encontrados en la Quebrada San Francisco se explican por la presencia en la cuenca de suelos ricos en fósforo (Rivera & Díaz 2004). Los valores de PT y el PRS obtenidos se encuentran dentro de los rangos reportados para otros ríos tropicales (Martínez & Donato 2003).

Relación entre las especies de diatomeas y las variables ambientales. El número de especies de diatomeas encontradas en los ríos estudiados fue de 96 especies; la baja riqueza de especies puede obedecer a que el gradiente ambiental entre ríos no fue muy amplio por su baja mineralización. Un bajo número de especies es reportado también por Martínez & Donato (2003), Ramírez (datos no publ.) y Plata (datos no publ.) en ríos andinos. La baja mineralización de los ríos estudiados

Tabla 4. Varianza explicada por cada variable retenida después del "Forward Selection" en el Análisis de Correspondencia Canónica.

Grupo de variables	Variable	Varianza explicada (%)	p-valor	λ
Físicas	pH	14.52	0.001	0.09
	Conductividad	6.45	0.035	0.04
	Turbidez	6.45	0.116	0.04
	Temperatura	4.84	0.448	0.03
	Total físicas	32.3		
Químicas	PO_4	11.29	0.003	0.07
	PT	8.06	0.015	0.05
	NO_3	6.45	0.055	0.04
	NT	6.45	0.134	0.04
	O_2	8.06	0.047	0.05
	SiO_2	6.45	0.091	0.04
	NH_4	4.84	0.31	0.03
	CO_2	4.84	0.552	0.03
	Total químicas	56.4		
Hidrológicas	Velocidad	8.06	0.008	0.05
	Caudal	3.23	0.467	0.02
	Total hidrológicas	11.3		

no genera un cambio total en las especies encontradas sino una variación de las mismas, cuando las condiciones del medio cambian sutilmente.

Mediante los análisis de ordenación realizados se encontró que la velocidad de la corriente influye sobre la composición y abundancia de las diatomeas. Al comparar la varianza explicada por los tres primeros ejes del ACO (38.3%) con la varianza explicada por el ACC (21.6%) se presentó una diferencia de 16.7%. Esto sugiere que las variables incluidas en el ACC no explican toda la variabilidad de las especies y que existen otros factores ambientales (no incluidos) como la velocidad de la corriente que afectan significativamente la comunidad de diatomeas (Tabla 4). La velocidad es una variable que se relaciona directamente con el tamaño, fijación, crecimiento y estabilidad física de la comunidad de diatomeas (Hawkes 1975, Allan 1995, Stevenson 1996).

La estructura de las comunidades de diatomeas en los ríos estudiados está determinada principalmente por las variables físicas (32.3%) y químicas (56.4%) con respecto a la hidrológicas (11.3%), como lo señalan otros estudios donde se analizan variables semejantes (Round 1991, Plata, datos no publ.). Este aspecto es de gran importancia en investigaciones regionales debido a que el estudio de las relaciones entre

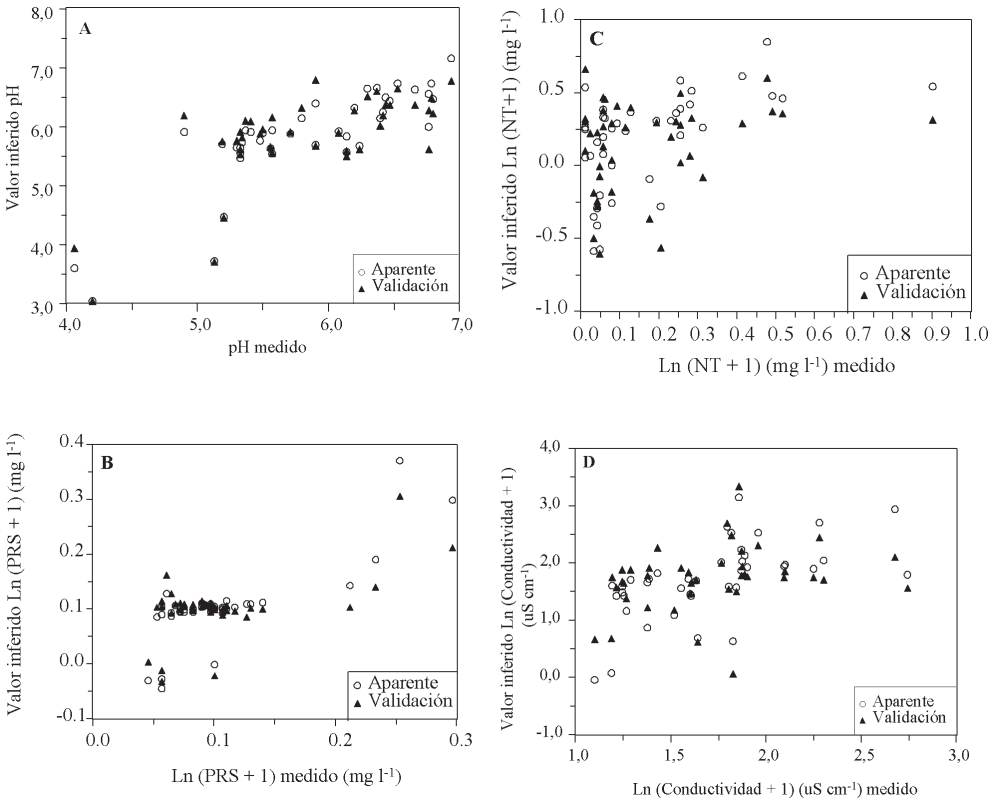


Figura 3. Valores medidos versus valores estimados mediante el modelo de calibración "Weighted Averaging" con subestimación por tolerancia y validación de Jackknifing. A. modelo para el pH. B. Modelo para el fósforo reactivo soluble (PRS). C. Modelo para nitrógeno total (NT) y D. Modelo para la conductividad.

las especies y el ambiente acuático está encaminado a la búsqueda de indicadores biológicos de las características físicas y químicas del agua.

El pH fue una de las variables físicas más importantes. A pesar que los ríos siempre fueron ácidos, los valores muy bajos obtenidos en algunos ríos favorecieron al género *Eunotia*, especialmente a las especies *E. arcus, E. exigua, E.* cf. *incisa, Eunotia* sp_3, *E.* cf. *triodon* (Figura 2). Durante el segundo muestreo, el pH de algunos ríos aumentó y como consecuencia la abundancia del género *Eunotia* disminuyó.

Investigaciones realizadas por Round (1991), Cox (1996), Pan *et al.* (1996), Hill *et al.* (2000) y Hill *et al.* (2001) reportan mayor abundancia de algunas especies del género *Eunotia* en sitios donde el pH es menor a 5.5, indicando la capacidad que tiene de tolerar aguas ácidas y que permiten clasificarlo como acidobióntico (Winter & Duthie 2000a, Fore & Grafe 2002).

Tabla 5. Especies indicadoras para el pH, fósforo reactivo soluble (PRS) y nitrógeno total (NT). Sólo se presentan las especies que presentaron una explicación superior al 10% en el Análisis de Correspondencia Canónica.

Especies de diatomeas	Óptimo	Tolerancia
PH		
Gomphonema cf. *parvulum*	6.00	0.60
Nitzschia spp Hassall	6.48	0.61
Cocconeis placentula Ehr.	6.32	0.51
Eunotia arcus Ehr.	4.63	0.66
Eunotia sp_3	4.77	0.73
Cymbella cf. *silesiaca*	6.08	0.53
Eunotia cf. *incisa*	5.42	0.68
Surirella sp_3	5.00	0.84
Eunotia exigua (Bré.) Rab.	4.58	0.89
Navicula sp_8	5.49	0.64
Eunotia cf. *Triodon*	4.80	0.67
PRS (mg l^{-1})		
Gomphonema sp	0.24	0.09
Melosita varians Ehr.	0.66	0.39
Fragilaria arcus (Ehr.) Cle.	0.75	0.33
Achnanthes cf. *lanceolata*	0.64	0.26
Stauroneis sp_1	0.58	0.29
Navicula sp_4	0.56	0.30
Stauroneis sp_3	0.40	0.28

Dentro de las variables químicas, el fósforo reactivo soluble (PRS) influyó sobre la composición de especies de diatomeas cuando registró valores altos. Las especies que respondieron favorablemente fueron *A.* cf. *lanceolata, F. arcus, Gomphonema* spp, *M. varians, N.* cf. *radiosa, Stauroneis* sp_1 y *Stauroneis* sp_3.

La especie *A.* cf. *lanceolata* se caracteriza por adaptarse fácilmente a los ríos con altos contenidos de fósforo (Lowe 1986, Hill *et al.* 2000, Winter & Duthie 2000b, Hill *et al.* 2001, Fore & Grafe 2002). Aunque para *F. arcus, Gomphonema spp, N.* cf. *radiosa, Stauroneis* sp_1 y *Stauroneis* sp_3 existe una fuerte relación con el PRS (Figura 3), no se reportan datos en la literatura sobre su relación con esta variable. Por otra parte, *M. varians* se desarrolla fácilmente bajo condiciones eutroficadas (Cox 1996, Fore & Grafe 2002).

Modelos de regresión y calibración. El modelo de regresión y calibración desarrollado para el pH presenta valores comparables con otros modelos obtenidos que reportan r^2 entre 0.78 y 0.94 con un número semejante de muestras (Charles 1985, Pan *et al.* 1996, Weckström *et al.* 1997). El REE de la validación (0.57) es semejante al valor de 0.55 reportado por Pan *et al.* (1996) y de 0.39 reportado por Weckström *et al.* (1997). El modelo para el PRS presentó una baja predicción y una reducción significativa cuando se realizó la validación cruzada (r^2= 0.34). La reducción es similar a la observada por Pan *et al.* (1996) y Pan & Stevenson (1996) para datos de PT después de realizar la validación (r^2= 0.27 y 0.28, respectivamente). No obstante, otros modelos como el de Leland *et al.* (2000) mantuvieron una alta explicación después de realizar la validación (r^2= 0.73).

Tabla 6. Coeficiente de determinación (r^2) entre los valores de pH, fósforo reactivo soluble (PRS), conductividad y nitrógeno total (NT) observados y estimados mediante el modelo de calibración «Weighted Averaging». REE es la raíz cuadrada del error de la predicción. El r^2 y REE en paréntesis son derivados de la validación de Jackknifing.

Variable	WA_{cal}		$WA_{(tol)}$	
	R^2	REE	R^2	REE
PH	0.66	0.48	0.67	0.47
	(0.51)	(0.57)	(0.48)	(0.57)
PRS	0.72	0.033	0.62	0.04
	(0.54)	(0.04)	(0.34)	(0.049)
Conductividad	0.30	0.59	0.35	0.53
	(0.057)	(0.66)	(0.081)	(0.59)
NT	0.26	0.30	0.29	0.28
	(0.04)	(0.34)	(0.059)	(0.31)

La reducción encontrada durante la validación del modelo de conductividad fue semejante a la reportada por Pan & Stevenson (1996). La diferencia entre el REE aparente y el REE de la validación cruzada fue baja. El modelo del NT presentó una muy baja predicción si se compara con el $r^2 = 0.75$ obtenido por Christie & Smol (1993). Así mismo, la validación indicó que los modelos del NT y la conductividad deben ser utilizados con precaución al presentarse una reducción significativa en la explicación del modelo.

La menor explicación de algunos modelos y el valor más alto de REE encontrados en este trabajo con respecto a los desarrollados por otros autores, es explicado por el rango de las variables incluidas. Así por ejemplo, los ríos estudiados presentaron un pH entre 4.06 y 6.9 mientras en estudios semejantes el pH osciló entre 4.5 y 7.8 (Charles 1985, Weckström *et al.* 1997). Igualmente, los datos no se distribuyeron uniformemente a lo largo de las variables y se concentraron alrededor de algunos valores. La variación y explicación de los modelos basados en un conjunto de diatomeas, dependen fuertemente del rango y variación de los datos ambientales incluidos (Charles 1985, Weckström et al. 1997).

En conclusión, los modelos empleados en este estudio indican que la relación entre diatomeas y variables ambientales es evidente y cuantificable para los pequeños ríos tropicales de la cuenca media y alta del río Bogotá. Las diatomeas pueden ser utilizadas como indicadoras de las condiciones de pH y PRS del medio ambiente acuático. Sin embargo, la variación física y química de los ríos estudiados no es muy amplia y sugiere incluir en estudios posteriores, ríos que aumenten el rango ambiental de las variables.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan sus agradecimientos a la Pontificia Universidad Javeriana por la financiación y el apoyo recibido (No. 1047). A Jhon Donato por el préstamo del material bibliográfico utilizado en la identificación de las diatomeas, Vladimir Páez por la colaboración en campo y Ángela Zapata por sus sugerencias al documento.

LITERATURA CITADA

ALLAN, J. 1995. *Stream Ecology.* Chapman & Hall, Londres.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATERWORKS ASSOCIATION(AWWA) & WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (WPCF). 1998. *Standard methods for examination of water and sewage and wastewater.* Nueva York.

CHARLES, D. F. 1985. Relationships between surface sediment diatom assemblages and lakewater characteristics in Adirondack lakes. Ecology. 66(3): 994-1011.

CHRISTIE, C. E. & J. P. SMOL. 1993. Diatom assemblages as indicators of lake trophic status in southeastern ontorio lakes. Journal of Phycology 29: 575-586.

COX, E. J. 1996. *Identification of Freshwater Diatoms from Live Material.* Chapman & Hall, Londres.

DESCY, J. P. & J. C. MICHA. 1988. Use of biological indices of water quality. Statistical Journal of the United Nations. 5: 249-261.

FORE, L. S. & C. GRAFE. 2002. Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (U.S.A.). Freshwater Biology 47: 2015-2037.

GORE, J. 1996. Discharge measurement and stream flow analysis. Págs. 53-74 en: R. Hauer & G. Lamberti (eds.). *Methods in stream ecology*. Academic Press. Londres, UK.

HART, D. & C. T. ROBINSON. 1990. Resourse limitation in a stream community: phosphorus enrichment effects on periphyton and grazer. Ecology 71: 1494-1502.

HAWKES, H. A. 1975. River Zonation and Classification. River Ecology 14: 312-374.

HILL, B. H., A. T. HERLIHY, P.R. KAUFMANN, R. J. STEVENSON, F. H. MC CORMICK & C. B. JOHNSON. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. Journal of the North American Benthological Society 19(1): 50-67.

HILL, B. H., R. J. STEVENSON, Y. PAN, A. T. HERLIHY, P. R. KAUFMANN & C. B. JHONSON. 2001. Comparison of correlations between environmental characteristics and stream diatom assemblages characterized at genus and species levels. Journal of the North American Benthological Society 20(2): 299-310.

JUGGINS, S. 2003. *C2 Software for ecological and palaeoecological data analysis and visualization. V. 1.3*. Newcastle. http://www.staff.ncl.ac.uk/stephen.juggins.

KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT. 1986. *SËsswasserflora von Mitleleeuropa. Bacillariophyceae, Teil 1: Naviculaceae.* Gustav Ficher Verlag.

KRAMMER, K & H. LANGE-BERTALOT. 1991. *SËßwasserflora von Mitleleeuropa. 3 Teil: centrales, fragilariceae, eunotiaceae*. Gustav Fisher Verlag. Stuttgart.

LANGE-BERTALOT, H. 1993. *85 new taxa and much more than 100 taxonomic clarifications supplementary to SËßwasserflora von Mitleleeuropa.* Vol. 2. J. Cramer. Berlins Stuttgart.

LANGE-BERTALOT, H. 1995a. *Iconographia diatomologica, annotated diatoms micrographs.* Vol. 1. Taxonomy. Koeltz Scientific Books.

LANGE-BERTALOT, H. 1995b. *Iconographia diatomologica, annotated diatoms micrographs. Vol. 6. Phytogeograph-diversity-Taxonomy.* ARG. Gantner Verlag K.G.

LANGE-BERTALOT, H. 1998. *Iconographia diatomologica, annotated diatoms micrographs.* Vol. 5. Diversity-Taxonomy-Geobotany. Koeltz Scientific Books.

LELAND, H. V. & D. P. STEPHEN. 2000. Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. Freshwater Biology 44: 279-301

LOWE, R. L. 1986. Periphyton response to nutrient manipulation in streams draining clearcut and forested watersheds. Journal of the North American Benthological Society 5(3): 221-229.

MARTÍNEZ, L. & J. DONATO. 2003. Efectos del caudal sobre la colonización de algas en un río de alta montaña tropical (Boyacá, Colombia). Caldasia 25(2): 337-354.

PAN, Y. & R. J. STEVENSON. 1996. Gradient analysis diatom assemblages in western Kentucky wetlands. Journal of Phycology 32: 222-232.

PAN, Y., R. J. STEVENSON, B. H. HILL, A. T. HERLIHY & G.B. COLLINS. 1996. Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems a regional assessment. Journal of the North American Benthological Society 15(4): 481-495.

PORTER, S. D., T. D. CUFFNEY, M. E. GURTZ & M. R. MEADOR. 1993. *Methods for collecting algal samples as part the National Water-Quality Assessment Program.* U.S. Geological Survey Reporte 93-409.

RIVERA-R. C. & C. DÍAZ-Q. 2004. Grandes Taxones de fitobentos y su relación con la hidrología, física y química de pequeños ríos andinos. *Universitas Scientiarum* 9: 75-86.

RIVERA, P., O. PARRA, M. GONZÁLES, V. DELLAROSA, & M. ORELLANA. 1982. *Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continetales. IV Bacillariophyceae*. Universidad de Concepción. Chile.

ROUND, F.E. 1991. Diatoms in river water-monitoring studies. Journal of Applied Phycology 3: 129-145.

SABATER, S., F. SABATER, & J. ARMENGOL. 1988. Relationships between Diatom Assemblages and Physico-chemical Variables in the River Ter (NE Spain). Int. Revue ges. Hidrobiol 73(2): 171-179.

SANCHEZ, E. 1996. *El río Bogotá y su relación con Santafe de Bogotá*. Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

STEVENSON, R. J. 1996. The stimulation and drag of current. Págs. 121-144 en: R. J. Stevenson, M. L. Bothwell & R. L. Lowe (eds.). *Algal Ecology*. Academic press, INC. San Diego, California.

STEVENSON, R. J. & Y. PAN. 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. Págs 11-41 en: E. F. Stoermer & J. P. Smol (eds.). *The diatoms: applications for the Environmental and Earth Sciences.* Cambridge University press. Londres. UK.

TER BRAAKK C. J. F. 1995. Calibration. Págs 79-89 en: R. H. G. Jongman, C.J.F. Braak & O.F.R. Tongeren (eds.). *Data Analysis in Community and Landscape Ecology.* Cambridge University Press. USA.

TER BRAAKK C. J. F. & C. W. N. LOOMAN. 1995. Regression. Págs. 29-77 en: R. H. G. Jongman, C.J.F. Braak & O.F.R. Tongeren (eds.). *Data Analysis in Community and Landscape Ecology.* Cambridge University Press. USA.

TER BRAAKK, C. J. F. & P. SMILAUER. 1998. *CANOCO Version 4.0, Software for Canonical Community Ordination*. Microcomputer Power Ithaca, NuevaYork.

WECKSTRÖM, J. A. KORHOLA & T. BLOM. 1997. Diatoms as quantitative indicators of pH and water temperature in subarctic Fennoscandian lakes. Hydrobiologia 347: 171-184.

WETZEL, R. G. 2001. *Limnology.* Ed. Omega. Barcelona.

WINTER, J. G. & H. C. DUTHIE. 2000a. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. Journal of North American Benthological Society 19(1): 32-49.

WINTER, J. G. & H. C. DUTHIE. 2000b. Stream biomonitoring at an agricultural test site using benthic algae. Canadian Journal of Botany 78: 1319-1325.

Recibido: 29/03/2004
Aceptado: 30/08/2004